

A radioaktív szennyeződés és a mezőgazdasági környezet kapcsolata

DOMBOVÁRI JÁNOS

Öntözési Kutató Intézet, Szarvas

Bevezetés

Magyarország talajtakarója igen változatos. A genetikai osztályozás szerint elkülöníthető 9 főtypus, 38 típus, 83 altípus és több száz változat (STEFANOVITS, 1981). A talajadottság pedig nagyrészt meghatározza a gazdaságosan termesztendő növények fajtát. Például, a Nyírség homokos talajain a szőlő, alma, rozs és a burgonya termesztése elterjedt. Az Alföld réti típusú talajain az ipari- és szálaskormánynövényeket, míg a csernozjom talajokon inkább a gabonaféléket termesztik.

A makro- és mikrokörnyezet ismeretében határozhatók meg azok a kutatási feladatok, amelyek eredményei alapján a "környezet radioaktív szennyeződése" esetén is lehetséges a termőtalajok hasznosítása.

A *környezet radioaktív szennyeződésének* számos forrása lehet, amelyek közül területeinket leginkább érintheti a Közép- és Kelet-Európában működő vagy épülő mintegy 85-90 atomerőmű, melyből 18 RBMK típusú. Ezek biztonságos működtetése elvárt, azonban baleset, vagy más nukleáris forrás okozhat környezeti szennyezést (DOMBOVÁRI & ONCSIK, 1993).

A radionuklidokkal szennyezett talajok hasznosítását, azok fontosabb tulajdonságai, térszíni elhelyezkedése, a melioratív beavatkozások lehetősége, továbbá a szennyező radionuklid milyensége, a szennyezés mértéke, ideje és módja meghatározóan befolyásolják (KISS & DOMBOVÁRI, 1990).

A növények radioaktív szennyeződését a környezeti adottságok mellett a növény biológiai és morfológiai tulajdonságai is nagymértékben alakítják.

A várható hatótényezők figyelembevételével végzett kísérletek eredményei nyújthatnak megbízható adatokat egy-egy tájörzet talajtípusain alkalmazható talaj- és növény-specifikus termesztéstechnológia kidolgozására, radioaktív szennyeződés mértékét csökkentő eljárások alkalmazására (SZABÓ, 1985; PRISZTER et al., 1992).

Anyag és módszer

Mikroparcellás kísérletekben $^{85}\text{SrCl}_2$ és $^{134}\text{CsCl}$ izotópokkal mesterséges szennyezést végeztünk talajon és a növényzet felületén. A termesztett növények mintáinak radioaktivitását szcintillációs gammamérőrendszerrel határoztuk meg.

A kísérletek eredménye

Őszi búzával és árpával végzett kísérletek

A mikroparcellás kísérletekben talaj- és növénysszennyezést végeztünk $^{85}\text{SrCl}_2$ és $^{134}\text{CsCl}$ izotópok vizes oldatával. A kísérletekben a Sr és Cs izotópok növényi felvételét talajhoz adott kémiai anyagokkal kívántuk csökkenteni.

A többéves kísérletek eredményeiből megállapítható, hogy a ^{85}Sr növényi felvételét a kontamináció előtt a talajhoz adott Ca-bentonit, alginít, zeolit, de a lignitdara is első évben számottevően, mintegy 12-32 %-kal csökkentette. A csökkenés elsősorban a szemtermésben figyelhető meg.

A búza és árpa ^{134}Cs -felvételét a káliumtrágyázás szintén csökkentette, annak közismerten kedvező termésnövelő hatása mellett.

E kísérletben állapítottuk meg, hogy a talaj- és növénykontamináció esetén a búza és árpa szemtermésében és a melléktermékekben mért Cs-aktivitás jelentősen eltérő mértékű.

A talajszennyezésű kezelések mérésadataihoz viszonyítva a búza teljes érésének idején történt növénykontamináció 12-20-szorosan nagyobb radioaktivitást okozott a termésben. Az is megfigyelhető, hogy a talajkontamináció esetén a szemtermés ^{134}Cs -aktivitása 17-szer kevesebb a melléktermékekben mért értéknél. Ugyanakkor a növénykontamináció esetén a különbség már kisebb, a levélen keresztüli gyorsabb Cs-felvétel következtében. Ugyanott a növénykontaminációs kezelések termésében mért összes radioaktivitás a kiadott aktivitás 3,44-6,66 %-a, szemben a talajkontaminációs kezelésekben kimutatott 0,32 %-kal.

Az árpakísérletek adatai tendenciájában hasonlóak, de a kisebb termés következtében a ^{134}Cs növényi felvétele nagyobb, átlagosan véve is mintegy 3,66 %-os.

Babnövényvel végzett kísérletek

Különféle babnövényvel (szárazbab, zöldbab, lóbab, borsó) végzett szabadföldi és tenyészédes kísérletek adatai is azt mutatják, hogy a virágzás kezdetén ^{85}Sr és ^{134}Cs izotópokkal végzett kontamináció okozta a babtermés na-

gyobb aktivitását, ami egyes kezelések magtermésében elérte a kiadott aktivitásérték 50 %-át.

Talajkontamináció esetén a növény aktivitása jelentősen kevesebb. Itt a káliumtrágyázás a bab ^{134}Cs -aktivitását jelentősen csökkentette, pl. a radiológiai kontrollkezelésben mért 7,50 kBq/kg száraz tömeg aktivitás a 300 kg K_2O /ha műtrágya-hatóanyag alkalmazása esetén 3,40 kBq/kg értékre módosult. A kísérletből az is kitűnt, hogy a mag aktivitása mintegy tizedrésze a melléktermékekben mért aktivitásnak.

Az elszennyeződött vetőmagvak újbóli elvetésével megállapítottuk, hogy felére lecsökkenthető az újabb termés Cs-aktivitása, míg a szennyeződött vetőmag 3-4. évi utóhatása már a kontrollnövényéhez közeli mértékűnek bizonyult.

A különböző takarmánynövényekkel (lucerna, gyp, kukorica), ipari növényekkel (len, olajtök, repce, cukorrépa), zöldség-növényekkel (petrezselyem, sárgarépa, káposztafélék, paprika stb.) és gyümölcsfélékkel (alma, kajsziparack, szilva, meggy, cseresznye, ribizli, köszméte, szeder, málna és szőlő) végzett kísérletek felhívják a figyelmet a radioaktív kontamináció mértékének, idejének és módjának jelentőségére a termékek radioaktivitásának alakulásában.

A felmérések során kapott alapadatok ismeretében a melioratív beavatkozások kidolgozása növényre vonatkozóan lehet a következő feladat. A nagyszámú kísérletek adataiból világosan kitűnt, hogy nemcsak a növényi fajok, hanem a növényi részek radioaktivitása közötti különbség lehet 100-szoros mértékű is.

Végző soron a kísérletsorozatról az tűnt ki, hogy a talajkontamináció esetén lényegesen kisebb a termés radioaktivitása - amely melioratív beavatkozással könnyebben befolyásolható is - mint amikor a növények fontosabb fejlődési stádiumában, pl. virágzás kezdetén történik a radioaktív kontamináció. Utóbbi esetben a megelőzés és a mentesítés egyaránt nehezebb és kisebb hatásfokú lehet. E kérdések részletes vizsgálata a fontosabb gazdasági növényekkel külön-külön indokolt.

Vizsgálataink során bebizonyosodott, hogy a radioaktív szennyeződések modellezése lehetséges, amely megközelíti azokat a folyamatokat, amelyek a gyakorlatban végbemehetnek. Ezek ismeretében már könnyebb kiválasztani a hatékonyabbnak ígérkező megelőző, vagy mentesítő meliorációs eljárást.

Melioratív eljárások a növényzet radioaktivitásának csökkentésére

A különböző összetételű talajok és a termesztett növények radioaktív szennyezettsége szakszerű beavatkozással jelentősen mérsékelhető. Ide tartoznak a szaporítóanyagok, törzssanyagok védett helyen való tárolása, avagy szennyeződés utáni gyors betakarításuk és nem utolsósorban indokolt fizikai-kémiai mentesítések. A különböző növények, növényi részek gyakorlati felhasználása a radioaktív szennyezettség milyenségének és mértékének függvényében dönthető el; emberi fogyasztásra alkalmas, állati takarmánnyként hasznosítható, ipari feldolgozás után egyes termékreszek fogyaszthatók, továbbá a

szennyezett termék továbbszaporításra - vetés, dugványozás, ültetés - alkalmas, majd a hasznosítás a fentiek közül kiválasztott célnak megfelelően történhet.

Az is előfordulhat, hogy a szennyezett anyagot - ha célszerű - lebomlásig tárolni kell, vagy hulladékként kezelendő.

A fall-out, vagy más módon végbemenő talaj- és növényyszennyezések fontosabb dekontaminációs eljárásai

Biomeliorációs eljárás. - A szennyezett terület hasznosítása során, avagy a termesztett növény szennyeződését követően a növényállományt el kell távolítani a termőterületről. Ezzel a talaj radioaktív szennyezettsége évről-évre csökken. Ezen eljárás hatékonysága jelentősen növelhető speciálisan kiválasztott növények szakszerű termesztésével és kiegészítő trágyázással. Ide sorolható a szennyeződött szaporítóanyagok elvetését követő radioaktivitás-csökkenés is.

A talajprofil elszennyeződése esetén - szennyezett növények gyökérzete által és a könnyebb mechanikai összetételű talajokon végbemenő bemosódás következtében - célszerű mélyen gyökerező növények termesztése

Ezáltal a növénybe került radionukliddal csökken a talaj mélyebb rétegének szennyezettsége és a talajvíz elszennyeződésének veszélye is.

A biomeliorációs eljárás alkalmazásával az a cél, hogy minél nagyobb tömegű biomassza képződjön, melynek eléréséhez kell megválasztani a kiadandó növényi tápanyagokat is.

Kémiai meliorációs eljárás. - Kémiai meliorációs anyagok (mész, gipsz, zeolit, vermikulit, alginit, komplex vegyületek, szerves- és műtrágyák stb.) talajhoz adása a radionuklidok megkötésének fokozását, illetve a növényi felvétel csökkentését szolgálja. Ide tartoznak a vízzel és a különböző alacsony koncentrációjú oldatokkal történő növényfelületi lemosások is.

A kémiai melioratív anyagok megválasztását a talajadottság függvényében kell végezni. Elsődleges legyen annak környezetbarát tulajdonsága. Különösen figyelembe kell venni a talaj kémhatását, humusz- és agyagkolloid milyenségét és mennyiségét, valamint a talaj tápanyag-ellátottságát.

Célszerű kísérletekkel meghatározni az adott talajtulajdonságok figyelembevételével a kiválasztott melioratív anyag hatékony dózist, amely általában nem lehet hosszútávon ható mennyiség.

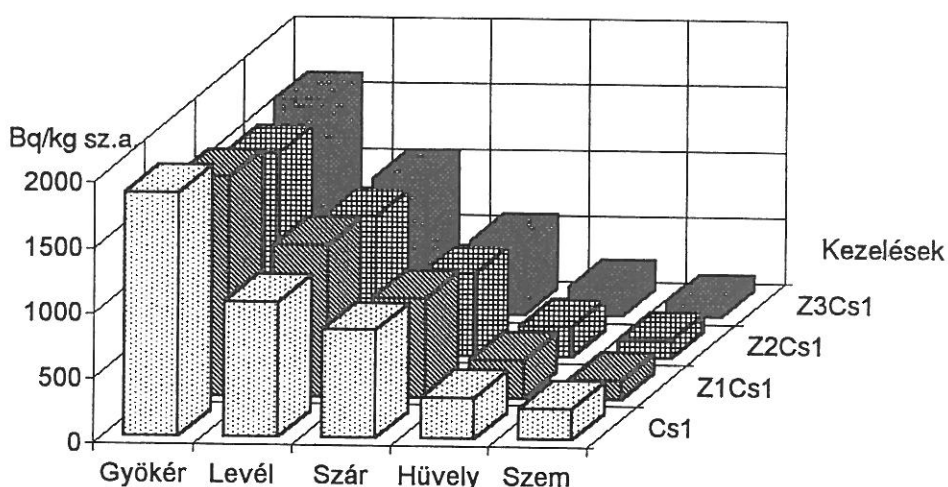
A nagyobb mennyiségű adszorbensek a talajban lévő és a műtrágyával talajhoz adott növényi tápanyagok jelentős részét megköthetik, amely csökkenti a megfelelő termésszint elérését.

Szárazabb kísérlet öntés réti talajon: A zeolit melioratív anyag eltérő dózisainak hatását Békési fehér szárazbab fajtával vizsgáltuk mikroparcellákon.

A kísérlet kezeléseiben $^{134}\text{CsCl}$ vizes oldatával végzett talajfelület-szennyezés azonos mértékű volt: 4,625 MBq/m².

A kísérlet 2. évi utóhatását az 1. ábrán mutatjuk be.

Az 1. ábrán megfigyelhető hogy a szennyezést és a melioratív anyag kiadását követő 3. évben a termés Cs-134 aktivitása a kiadott zeolitdózisok függvénye. A nagyobb dózisok hatására a növény föld feletti részeinek radioaktivitása jelentősen lecsökkent. A gyökérzet szennyezettsége kevésbé függvénye a melioratív anyag dózisainak.



1. ábra

Szárazabb Cs-134 aktivitása a 2. évi utóhatás kísérletben, 1994.

Szennyeződési szint: 4,625 MBq/m². Jelmagyarázat: Cs1: talajszennyezés, 1992. április 5. Z1: 500, Z2: 1000 g, Z3: 200 g/m² zeolit.

Fizikai eljárások. - Ide sorolható a szennyezett növényállomány megsemmisítése - elégetése és a hamu tárolása -, a szennyezett talajréteg eltávolítása, továbbá a szennyezett talajfelszín aláforgatása, a természetű növény gyökérzete elhelyezkedési szintjének függvényében. A talajfelszín alászántása 40-80 cm mélységig is lehetséges, de ez csak nagy kolloidtartalmú talajokon és mélyen elhelyezkedő talajvízszint esetében ajánlott.

Kombinált eljárás. - A fentebb ismertetett biológiai, kémiai és fizikai dekontaminációs eljárások alkalmazása az indokolt kombinációkban. A gyakorlatban várhatóan ezzel érhető el kedvezőbb mentesítő hatás.

Irodalom

- DOMBOVÁRI, J. & ONCSIK, M. 1993. Basic questions of radioecology in environmental protection. In: Environmental Pollution Sources and Consequences. 88-93. Tempus Joint European Project. Univ. of Agriculture. Nitra.
- KISS J. & DOMBOVÁRI J., 1990. Élelmiszervédelem. Radioaktív szennyezettség mentesítése. Létünk. Szakmai melléklet. 3-4.
- PRISZTER B. SZ. et al., 1992. Osznovnije faktori, opredeljajuscsije povedenije radio-nuklidov v sziszteme pocsva-rasztenije. Problemi szelszkohozjajsztvvennoj radiologii. Szbornik. 2. 108-116.
- STEFANOVITS P., 1981. Talajtan. 2. kiadás. Mezőgazd. Kiadó. Budapest.
- SZABÓ S. A., 1985. Radioökológia és környezetvédelem. Mezőgazd. Kiadó. Budapest.